L'ICHTYOFAUNE DES HERBIERS DE PHANÉROGAMES MARINES DE LA BAIE DE FORT-DE-FRANCE (MARTINIQUE, ANTILLES FRANÇAISES)

par

Yolande BOUCHON-NAVARO, Claude BOUCHON et Max LOUIS (1)

RÉSUMÉ. - La faune ichtyologique des herbiers de Phanérogames marines à *Thalassia testudinum* de la baie de Fort-de-France (île de La Martinique, Antilles françaises) a été étudiée dans deux stations de mars 1990 à mars 1992. Au total 65 espèces de poissons appartenant à 28 familles ont été observées. Une analyse factorielle des correspondances a permis de mettre en évidence une différence structurale entre le peuplement de poissons vivant dans les herbiers situés près de la mangrove et celui des herbiers au milieu de la baie. Dans l'ensemble, les herbiers situés près de la côte possèdent une faune ichtyologique plus riche en nombre d'espèces, en nombre d'individus et en biomasse. Les indices de diversité et d'équitabilité y sont plus élevés. Les différences de structures observées ont été reliées à la proximité de la mangrove. L'examen de la répartition des différentes éthologies alimentaires a montré que les poissons carnivores dominaient le peuplement ichtyologique des herbiers. Cependant les poissons herbivores sont plus abondants dans les herbiers du large. Ce fait semble être en relation avec la productivité primaire des Phanérogames qui est, dans la baie de Fort-de-France, plus importante au large qu'en bordure de mangrove.

ABSTRACT. - Fish community in the seagrass beds of the bay of Fort-de-France (Martinique Island, French West Indies).

The fish community of the seagrass beds of *Thalassia testudinum* in the Bay of Fort-de-France (Martinique Island, French West Indies) was studied in two stations from March 1990 to March 1992. On the whole, 65 species of fishes belonging to 28 families were collected. A factorial correspondence analysis showed that the fish community structure was different in the two types of seagrass beds. Near the coast, the fish community was richer, in terms of number of species, fish abundance, biomass and species diversity, than seawards. These structural differences were attributed to the proximity of the mangrove areas. An examination of the feeding habits of the species showed that the carnivorous fishes dominated the seagrass community. Nevertheless, herbivorous fishes were more abundant in the seagrass beds located seawards. This fact seems to be related to the higher primary productivity of the seaward seagrass beds in the bay of Fort-de-France.

Mots-clés. - Fish community, Seagrass beds, ASW, Martinique, Tropical zone, Caribbean area.

Dans la région Caraïbe, les herbiers de Phanérogames marines constituent un des principaux écosystèmes marins côtiers, avec les récifs coralliens et les mangroves. L'importance de ces herbiers, dans le monde, n'est plus à démontrer comme en attestent plusieurs synthèses faisant le bilan des connaissances sur la structure et le fonctionnement de cet écosystème (McRoy et Helfferich, 1977; Philipps et McRoy, 1980; Larkum *et al.*, 1989). En ce qui concerne la faune ichtyologique, les différentes synthèses effectuées sur les poissons des herbiers dans le monde a fait apparaître leur rôle primordial (Kikuchi et Pérès, 1977; Kikuchi, 1980; Ogden, 1980; Pollard, 1984; Bell et Pollard, 1989).

(1) Université des Antilles et de la Guyane, Laboratoire de Biologie animale, 97159 Pointe-à-Pitre Cedex, GUADELOUPE.

Pour la région Caraïbe, et plus particulièrement pour les communautés de poissons des herbiers de *Thalassia testudinum*, on peut mentionner les travaux réalisés en Floride par Springer et McErlean (1962), Brook (1977), Weinstein et Heck (1979), Stoner (1983), Sogard *et al.* (1987, 1989a, 1989b) et Thayer *et al.* (1987). Le Golfe du Mexique a été tout particulièrement étudié avec les travaux de Hoese et Jones (1963), Livingston (1975, 1984), Weinstein et Heck (1979), Stoner (1983) et ceux qui portent sur la lagune de Términos (Bravo-Núñez et Yáñez-Arancibia, 1979; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980, 1982; Yáñez-Arancibia et Lara-Domínguez, 1983; Vargas Maldonado *et al.*, 1981). D'autres zones telles que la côte ouest de Puerto Rico (Martin et Cooper, 1981), la côte Caraïbe de Panama (Weinstein et Heck, 1979) et la baie de Nenguage en Colombie (Acero, 1980) ont également été étudiées.

Dans les Petites Antilles, Robblee et Zieman (1984) ont décrit les variations nycthémérales des poissons des herbiers de Sainte-Croix, dans les îles Vierges. En Guadeloupe, l'ichtyofaune des herbiers de *Thalassia testudinum* n'a été étudiée que récemment (Baelde, 1990; Aliaume *et al.*, 1990). Aucun travail ne porte sur la Martinique bien que, dans une étude plus générale sur les poissons de cette île, Bouchon-Navaro et Louis (1986) avaient déjà souligné, sans entrer dans les détails, la particularité des peuplements de poissons d'herbiers.

Le but du présent travail était de déterminer la composition, l'abondance et la diversité du peuplement de poissons des herbiers de Phanérogames marines de la Baie de Fort-de-France (île de la Martinique) et de comparer la structure de l'ichtyofaune de deux types d'herbiers qui y sont installés.

Le milieu

La baie de Fort-de-France est située sur la côte caraïbe de la Martinique (Fig. 1). Elle mesure, d'ouest en est, une dizaine de kilomètres et 7 à 8 km du nord au sud. Dans sa partie occidentale, le littoral est surtout rocheux et les fonds d'une profondeur souvent supérieure à 20 m. La côte de la partie est de la baie est basse et essentiellement occupée par la mangrove. Cette zone, de faible profondeur, est parsemée de nombreux hauts-fonds qui sont occupés par des herbiers de Phanérogames marines exclusivement constitués par l'espèce *Thalassia testudinum* König, 1805. Une cartographie de ces herbiers par télédétection (Manière *et al.*, sous presse), ainsi qu'une étude de leur production primaire (Bouchon *et al.*, 1991a) ont permis de les séparer en deux types: des herbiers denses, à forte production primaire, sur les hauts fonds situés les plus au large des côtes, et des herbiers envasés, à faible production primaire, en bordure de mangrove. La production primaire moyenne des *Thalassia* des herbiers du large et de 2,6 g/m^2/jour (en poids sec) avec un taux de renouvellement journalier des feuilles de 3%. Celles qui sont situées en bordure de côte ont une production moyenne de l'ordre de 1 g/m^2/jour et un taux de renouvellement des feuilles de 2%. Bien que les variations saisonnières soient peu marquées, le maximum de production intervient vers le mois de mars pour les deux types d'herbiers.

La Martinique est soumise à un climat tropical. Du fait de la faible latitude (14°N), les variations annuelles sont peu marquées. On peut toutefois distinguer une saison sèche, de décembre à mai, et une saison humide de juin à novembre. Les précipitations maximales sont observées en septembre ou en octobre. La température moyenne de l'eau de mer, dans la baie de Fort-de-France, fluctue entre 24°C en janvier et mars et 29°C en septembre et octobre. Les valeurs de l'oxygène dissous mesurées au-dessus des herbiers sont toujours très proches, et même souvent supérieures, au taux de saturation de l'eau de mer. Le pH de l'eau est très stable et de l'ordre de 8,0 unités. La baie de Fort-de-France draine un bassin versant qui représente plus de la moitié de la surface de l'île de la Martinique et la salinité de l'eau y est influencée par la pluviosité. La salinité varie entre 36 et 31‰. Les valeurs les plus basses sont observées en bordure de mangrove, pendant la saison des pluies. Les 3 et 4 octobre 1990, le passage de la tempête tropicale Klaus a entraîné des pluies diluviennes sur la Martinique. L'intrusion d'une telle

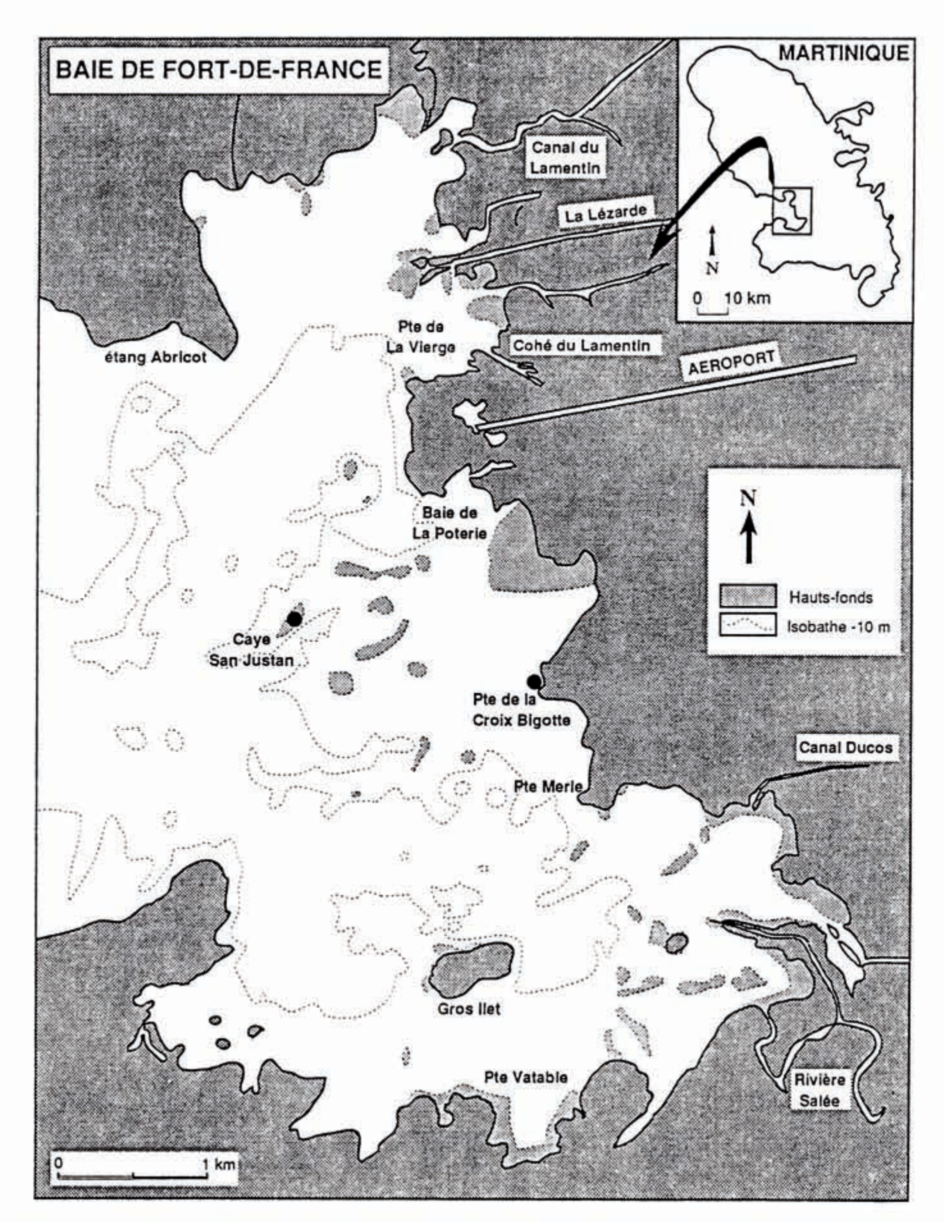


Fig. 1. - La baie de Fort-de-France, île de la Martinique. Emplacement des stations étudiées. [*Bay of Fort-de-France in Martinique Island. Location of the sampling stations.*]

masse d'eau douce dans la baie a provoqué une mortalité massive de la macrofaune des herbiers. Il est probable que ce type de phénomène est un des principaux facteurs limitant le développement des communautés benthiques des herbiers de ce type de baie.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

La faune ichtyologique des herbiers a été étudiée, sur une période de deux ans, dans deux stations représentatives des deux types d'herbiers préalablement définis. Une était placée, au large, sur la caye San Justan dans un herbier dense poussant sur fond de sable, à proximité de quelques massifs coralliens, et l'autre à la pointe de la Croix Bigotte, dans un herbier côtier sur fond de vase situé en bordure de mangrove (Fig. 1). Les campagnes de pêche ont été effectuées en mars, juin et octobre 1990, en janvier, mars, juin et septembre 1991, et enfin en janvier et mars 1992.

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une senne. Cet engin est constitué par deux ailes, de 23 m de long et de 2 m de haut, qui encadrent une poche de 2 m d'ouverture et de 3 m de profondeur (Fig. 2). Le filet constituant les ailes a une maille de 10 mm pour les 13 mètres les plus externes et de 6 mm pour les 10 mètres situés près de la poche. Le maillage de la poche est de 3 mm. Cette senne permet de capturer des poissons de petite taille (à partir de 15 mm), c'est-à-dire incluant la majorité des stades juvéniles des espèces de l'herbier. Le filet est posé à l'aide d'une embarcation afin de former un cercle fermé. Les ailes de l'engin sont ensuite tirées par deux opérateurs afin de concentrer le poisson dans la poche. La surface d'herbier échantillonnée à chaque coup de senne est de l'ordre de 180 m^2. Le tracé des courbes aires-espèces a montré que 6 coups de senne par station étaient nécessaires pour obtenir une bonne représentation qualitative du peuplement ichtyologique. Ainsi, une surface d'environ 1100 m^2 a été échantillonnée par station, à chaque campagne de pêche. Tous les échantillonnages ont été effectués le matin, entre 9 h et 12 h.

L'utilisation d'une méthode (filet passif, chalut, senne, roténone, nasses, relevés visuels, ...) pour échantillonner les poissons d'herbiers est souvent dictée par les contraintes de l'environnement (profondeur trop importante ou sédiment trop meuble pour senner, herbier trop petit pour chaluter, turbidité élevée empêchant l'usage de la roténone ou des comptages visuels, ...). L'engin utilisé pour ce travail est une senne mesurant 48 m de tour (180 m^2), de même type que celle qui a été utilisée en Guadeloupe par Aliaume *et al.* (1990). Le nombre de coups de sennes à effectuer dépend de la taille du filet et des caractéristiques du peuplement échantillonné. Weinstein (1979), utilisant une senne de 7 m avait déterminé que 8 coups étaient suffisants pour capturer un maximum d'espèces. De même, Hellier (1962), après avoir délimité une zone de 1000 m^2 environ, avait trouvé qu'il fallait entre 5 et 14 coups de senne selon les biotopes pour récolter tous les poissons. Il précise cependant que la plupart des poissons étaient récoltés avec 2 coups de senne.

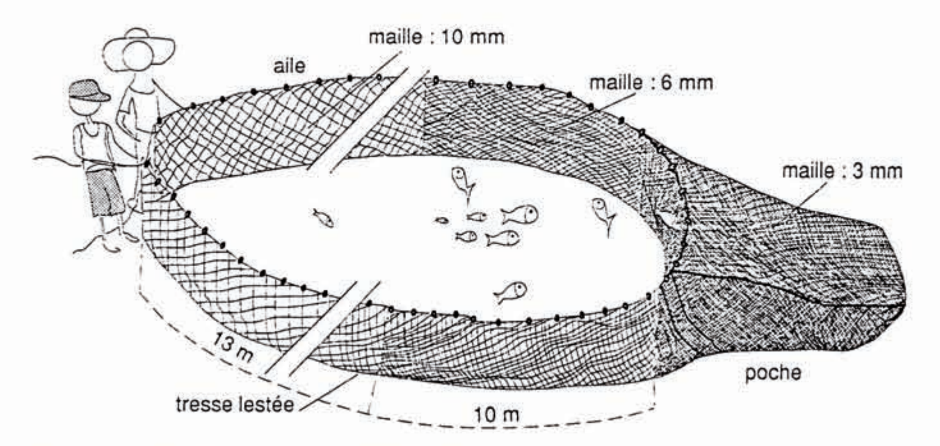


Fig. 2. - Caractéristiques de la senne utilisée. [*Characteristics of the seine net used for the study.*]

Aliaume *et al.* (1990) avaient déterminé, après 7 coups de senne dans 3 biotopes différents, que 3 coups de senne successifs permettaient d'obtenir 80% du nombre des espèces. Ce nombre de 3 a également été adopté par d'autres auteurs (Robertson, 1980; Robertson et Duke, 1987; Hutomo et Martosowejo, 1977; Monteiro *et al.*, 1990). Dans la baie de Fort-de-France, 3 coups de senne auraient été suffisants pour échantillonner les herbiers côtiers, mais 6 étaient le minimum nécessaire pour ceux du large.

A partir des données ainsi obtenues, différents indices ont été calculés: la richesse spécifique, le taux d'occurence d'une espèce dans les prélèvements, l'abondance des individus par espèce, la biomasse des individus par espèce, le poids moyen des poissons, la diversité spécifique (H') calculée selon la formule de Shannon et Weaver (1948) et l'indice de régularité de Pielou (1969) ou équitabilité (E). Les comparaisons de ces indices, entre les deux types d'herbiers étudiés, ont été faites à l'aide du test statistique non paramétrique U de Mann et Withney (1947).

Par ailleurs, des analyses factorielles des correspondances, associées à des groupements hiérarchiques à liens moyens, ont été utilisées pour étudier la structure des peuplements. Pour les données de type qualitatif, les classifications hiérarchiques ont été effectuées à partir d'une matrice de distances de Jaccard (complément à 1 de l'indice de similarité de Jaccard, 1908), calculée sur le tableau brut des données. Pour les données quantitatives, les groupements ont été réalisés à partir de la matrice de distances euclidiennes calculée sur le tableau des coordonnées issu de l'analyse factorielle des correspondances, selon la méthode préconisée par Roux (1985).

Kikuchi et Pérès (1977) ont classé les poissons d'herbiers en plusieurs catégories en fonction du temps qu'ils passent dans cet habitat: les résidents permanents, les résidents saisonniers, les visiteurs temporaires, les migrants occasionnels. Différents auteurs ont adopté ou modifié cette classification pour décrire les associations de poissons d'herbiers (Hutomo et Martosowejo, 1977; Yañez-Arancibia *et al.*, 1980; Vargas Maldonado *et al.*, 1981; Bell et Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien, 1982; Burchmore *et al.*, 1984). Dans le cadre de cette étude, trois catégories ont été retenues. Les "espèces résidentes", c'est-à-dire celles qui sont représentées dans plus de 75% des campagnes de pêche. Ce sont des espèces qui passent obligatoirement soit la totalité soit une partie de leur cycle de vie dans les herbiers. Les "espèces temporaires" ont un taux d'occurence compris entre 25 et 75%. Ces espèces circulent dans une plus grande variété d'habitat. Enfin, la troisième catégorie comprend les "espèces occasionnelles", ayant un taux d'occurence inférieur à 25%.

Les régimes alimentaires des poissons des herbiers de Phanérogames de la région Caraïbe ont été bien étudiés (Randall, 1967; Austin et Austin, 1971; Odum et Heald, 1972; Carr et Adams, 1973; Subrahmanyam et Drake, 1975; Brook, 1977; Valdes Muñoz et Silva, 1977; Modde et Ross, 1983; Munro, 1983; Duarte et Acero, 1988; Heck et Weinstein, 1989). Afin d'étudier la structure trophique des peuplements ichtyologiques des herbiers de la baie de Fort-de-France, les données, tirées de ces publications, ont permis de répartir les espèces en 6 catégories de régimes alimentaires: les poissons herbivores qui consomment des algues ainsi que des Phanérogames marines; les poissons omnivores qui ingèrent des invertébrés ainsi que des algues (plus de 10% d'algues dans leur alimentation); les poissons planctonophages; les poissons carnivores de premier ordre, consommant de préférence des Invertébrés benthiques; les poissons carnivores de deuxième ordre, ayant la même alimentation que les carnivores de premier niveau mais qui consomment en plus des poissons; enfin, les poissons essentiellement piscivores pour qui les poissons représentent plus de 80% de l'alimentation.

RÉSULTATS

Structure des peuplements ichtyologiques

Au total, 65 espèces appartenant à 28 familles ont été observées dans les herbiers de Phanérogames de la baie de Fort-de-France. Les familles les mieux représentées en nombre d'espèces sont les Scaridae (8 espèces), les Lutjanidae (5 espèces) et les Pomadasyidae (5 espèces).

Dans les herbiers de la caye San Justan, 46 espèces appartenant à 25 familles ont été récoltées (Tableau I). Le peuplement ichtyologique des herbiers de la Croix Bigotte est constitué par 55 espèces appartenant à 24 familles (Tableau II). Les herbiers côtiers apparaissent donc comme étant plus riches que ceux du large. Les deux stations ont 36 espèces communes (55%). Dix espèces ont été observées exclusivement à la caye San Justan et 19 espèces à la pointe de la Croix Bigotte.

Les résultats des analyses factorielles des correspondances effectuées sur les données de présence-absence des espèces, des effectifs et des biomasses obtenus étant très similaires, seuls ceux concernant l'analyse qualitative seront présentés (Fig. 3).

Le premier plan issu de l'analyse factorielle du tableau de présence-absence des espèces rassemble 31,2% de l'information, avec 20,4% de la variance expliquée par l'axe 1 et 10,8% par l'axe 2. L'axe 1 sépare nettement deux groupes de stations: d'une part, l'ensemble des relevés effectués à la caye San Justan et d'autre part, ceux de la pointe de la Croix Bigotte. La classification hiérarchique confirme ces résultats puisqu'elle sépare également les stations en deux groupes distincts (Fig. 4). Sur la base de la composition

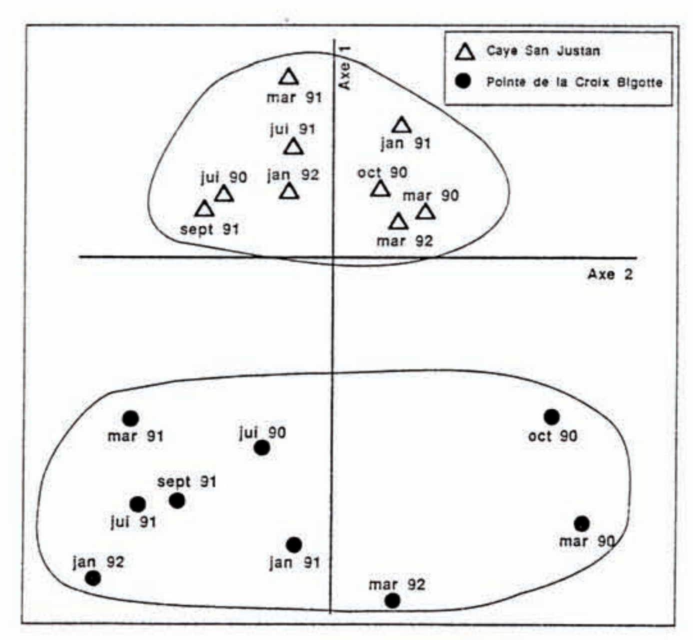


Fig. 3. - Projection des différentes campagnes de pêche dans le premier plan issu de l'analyse factorielle des correspondances du tableau de présence-absence des espèces. Les groupes issus de la classification hiérarchique des campagnes de pêche à partir du tableau qualitatif des espèces sont également représentés. [*Projection of the different samples on the two principal factors of the correspondence analysis calculated on the qualitative distribution of the species. The clusters obtained by the hierarchical clustering of the samples from the qualitative data are also projected on the factorial plane.*]

Tableau I. - Effectifs (N) et biomasses (B) des espèces de poissons récoltées à la caye San Justan, dans la baie de Fort-de-France en Martinique, entre mars 1990 et mars 1992. [*Number (N) and biomass (B) of the fishes collected at San Justan, in the Bay of Fort-de-France in Martinque Island, between March 1990 and March 1992.*]

	1990						1991								1992			
	mars		juin		octobre		janvier		mars		juin		septembre		janvier		mars	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
Harengula clupeola	0	0	0	0	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anchoa lyolepis	1,0	0,1	1,0	3,6	7,0	39,1	45,0	181,0	0	0	2,0	5,2	3,0	15,9	0	0	0	0
Tylosurus crocodilus	3,0	49,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atherinomorus stipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106,0	213,7	0	0
Aulostomus maculatus	1,0	0,6	0	0	1,0	1,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cosmocampus elucens	0	0	0	0	1,0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syngnathus cf. floridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	4,0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hippocampus reidi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	3 7	0	0	0	0
Hypoplectrus puella	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	2,1	0	0	0	0
Serranus baldwini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	2,9
Serranus flaviventris	0	0	0	0	7,0	29,6	1,0	3,6	2,0	14,2	1,0	4,6	4,0	25,6	0	0	0	0
Chloroscombrus chrysurus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	0,3	0	0	0	0	0	0
Lutjanus apodus	0	0	0	0	4,0	196,9	0	0	0	0	1,0	29,7	11,0	388,7	0	0	0	0
Lutjanus synagris	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	21,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Ocyurus chrysurus	24,0	501,6	17,0	379,2	41,0	538,0	8,0	43,6	28,0	223,0	2,0	16,5	30,0	377,5	33,0	690,3	53,0	1183,7
Eucinostomus argenteus	3,0	35,0	2,0	15,7	2,0	25,0	8,0	77,5	0	0	0	0	0	0	6,0	147,7	2,0	35,7
Eucinostomus gula	0	0	0	0	1,0	14,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gerres cinereus	1,0	18,8	0	0	0	0	0	0	2,0	26,6	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemulon aurolineatum	12,0	7,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemulon flavolineatum	0	0	1,0	15,6	4,0	26,9	0	0	5,0	46,0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemulon plumieri	0	0	0	0	2,0	32,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calamus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	0,1	0	0	0	0	0	0
Mulloides martinicus	0	0	0	0	0	0	0	0	3,0	7,6	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudupeneus maculatus	11,0	47,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	7,9
Chaetodon capistratus	2,0	7,7	31,0	17,5	1,0	1,0	0	0	0	0	1,0	3,7	20,0	108,2	2,0	8,7	0	0
Chaetodon striatus	0	0	1,0	2,4	0	0	0	0	1,0	1,3	1,0	9,6	1,0	10,3	0	0	0	0
Stegastes leucostictus	2,0	12,3	1,0	9,0	3,0	9,8	0	0	0	0	1,0	6,3	0	0	0	0	0	0
Halichoeres bivittatus	18,0	53,3	47,0	114,5	114,0	433,4	51,0	128,1	16,0	40,9	41,0	70,9	43,0	69,4	27,0	48,1	7,0	17,9
Halichoeres sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	5,0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptotomus roseus	0	0	0	0	5,0	22,0	2,0	17,8	0	0	0	0	0	0	2,0	12,3	2,0	10,3
Scarus iserti	3,0	9,8	0	0	25,0	121,6	33,0	154,9	23,0	81,4	0	0	287,0	2672,4	0	0	11,0	57,4
Sparisoma atomarium	0	0	1,0	4,0	10,0	48,4	0	0	0	0	1,0	2,0	0	0	0	0	0	0
Sparisoma chrysopterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	37,8
Sparisoma radians	15,0	255,9	42,0	393,4	33,0	269,6	5,0	41,7	2,0	19,1	19,0	188,6	29,0	108,1	8,0	136,2	8,0	60,6
Sparisoma rubripinne	0	0	4,0	235,9	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	20,0	0	0	0	0
Sparisoma viride	1,0	23,1	0	0	3,0	17,5	0	0	0	0	0	0	2,0	15,8	0	0	0	0
Paraclinus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	0,4
Coryphopterus glaucofraenum	1,0	0,1	0	0	0	0	2,0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acanthurus bahianus	16,0	98,4	133,0	310,7	291,0	736,4	11,0	24,9	72,0	112,5	16,0	58,9	45,0	210,3	4,0	20,0	13,0	43,1
Acanthurus chirurgus	0	0	6,0	38,0	39,0	85,8	18,0	56,9	9,0	37,5	2,0	10,7	4,0	13,7	0	0	2,0	11,1
Cantherines pullus	0	0	1,0	3,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monacanthus ciliatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	9,4	3,0	10,1	1,0	2,9	0	0
Stephanolepis setifer	5,0	28,1	0	0	0	0	1,0	3,3	1,0	0,5	3,0	9,2	1,0	1,3	3,0	10,9	2,0	4,8
Sphaeroides greeleyi	2,0	34,1	2,0	13,3	2,0	25,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	8,6
Sphaeroides spengleri	0	0	1,0	4,6	4,0	10,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diodon holacanthus	20,0	655,7	8,0	352,4	10,0	495,3	2,0	505,6	4,0	333,7	7,0	411,0	1,0	96,6	3,0	285,2	2,0	232,8

Tableau II. - Effectifs (N) et biomasses(B) des espèces de poissons récoltées à la pointe de la Croix Bigotte, dans la baie de Fort-de-France en Martinique, entre mars 1990 et mars 1992. [*Number (N) and biomass (B) of the fishes collected at La Croix Bigotte, in the Bay of Fort-de-France in Martinque Island, between March 1990 and March 1992.*

	1990						1991								1992			
	mars		juin		octobre		janvier		mars		juin		septembre		janvier		mars	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
Harengula clupeola	0	0	103,0	134,0	58,0	50,5	31,0	49,8	2,0	4,2	0	0	0	0	28,0	51,5	0	0
Harengula humeralis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32,0	215,7	0	0	2,0	5,0	0	0
Anchoa lyolepis	65,0	156,4	123,0	202,9	36,0	58,1	45,0	53,1	5,0	12,7	4,0	9,5	18,0	26,2	119,0	233,6	28,0	53,3
Atherinomorus stipes	0	0	298,0	335,1	0	0	0	0	0	0	0	0	48,0	11,8	163,0	220,1	0	0
Holocentrus ascensionis	3,0	35,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	28,7	0	0
Holocentrus rufus	0	0	0	0	0	0	2,0	34,0	0	0	0	0	1,0	7,2	0	0	0	0
Cosmocampus elucens	1,0	3,2	0	0	0	0	1,0	4,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syngnathus cf. floridae	1,0	3,2	0	0	0	0	1,0	4,6	2,0	3,6	0	0	1,0	4,0	0	0	0	0
Dactylopterus volitans	0	0	1,0	20,8	0	0	0	0	1,0	7,8	0	0	0	0	0	0	0	0
Hypoplectrus puella	2,0	3,0	1,0	2,2	0	0	0	0	2,0	17,3	0	0	1,0	8,0	1,0	3,4	3,0	7,2
Serranus flaviventris	41,0	172,5	58,0	227,6	35,0	161,4	34,0	154,1	24,0	92,5	9,0	40,6	28,0	121,3	17,0	78,2	24,0	93,4
Caranx latus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	3,1	0	0	0	0
Lutjanus apodus	46,0	460,2	34,0	457,4	84,0	323,9	62,0	284,5	55,0	344,4	25,0	242,7	40,0	251,5	23,0	158,4	23,0	205,5
Lutjanus griseus	7,0	245,7	7,0	85,7	0	0	22,0	87,4	11,0	146,5	5,0	43,4	7,0	125,7	3,0	13,0	7,0	242,6
Lutjanus mahogoni	0	0	0	0	21,0	134,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lutjanus synagris	0	0	3,0	1,2	0	0	17,0	69,0	35,0	120,4	8,0	43,4	7,0	81,5	5,0	14,9	4,0	43,4
Ocyurus chrysurus	105,0	341,2	81,0	326,7	83,0	150,9	65,0	221,7	68,0	127,2	151,0	613,8	365,0	504,9	265,0	1095,0	45,0	198,1
Eucinostomus argenteus	9,0	16,1	26,0	81,8	2,0	2,5	0	0	626,0	220,0	55,0	108,2	4,0	3,4	36,0	231,4	15,0	28,5
Eucinostomus gula	441,0	283,7	0	0	303,0	492,2	22,0	48,8	63,0	37,5	68,0	68,7	146,0	97,4	16,0	72,8	104,0	59,4
Gerres cinereus	0	0	135,0	276,6	0	0	10,0	16,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemulon aurolineatum	0	0	1,0	2,9	0	0	1,0	0,2	2,0	1,4	0	0	0	0	0	0	1,0	2,4
Haemulon bonariense	4,0	29,9	15,0	53,4	21,0	86,7	2,0	10,5	18,0	70,8	7,0	13,4	0	0	0	0	5,0	3,6
Haemulon chrysargyreum	1,0	1,0	121,0	372,8	10,0	79,3	0	0	3,0	8,3	93,0	431,8	1,0	10,6	13,0	76,2	0	0
Haemulon flavolineatum	1,0	1,2	0	0	0	0	16,0	92,5	2,0	17,1	4,0	30,2	7,0	35,2	24,0	143,6	5,0	18,4
Haemulon plumieri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,0	6,1
Archosargus rhomboidalis	2,0	49,9	0	0	3,0	7,4	0	0	0	0	2,0	7,4	0	0	0	0	0	0
Pseudupeneus maculatus	2,0	6,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	1990						1991								1992			
	mars		juin		octobre		janvier		mars		juin		septembre		janvier		mars	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
Chaetodon capistratus	9,0	52,8	6,0	14,4	0	0	5,0	12,4	1,0	0,2	16,0	32,9	39,0	139,7	7,0	23,7	8,0	44,0
Chaetodon striatus	0	0	1,0	2,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stegastes diencaeus	30,0	397,7	20,0	252,8	12,0	127,1	11,0	145,3	3,0	40,3	2,0	25,7	3,0	38,3	1,0	11,9	1,0	9,6
Stegastes leucostictus	0	0	0	0	1,0	13,5	4,0	28,2	0	0	0	0	2,0	14,3	3,0	24,9	1,0	6,8
Sphyraena barracuda	5,0	122,3	12,0	301,0	16,0	207,4	4,0	286,0	10,0	404,3	11,0	453,0	7,0	454,5	5,0	206,5	8,0	370,0
Halichoeres bivittatus	0	0	0	0	1,0	1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halichoeres sp	0	0	3,0	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	0,1	0	0
Lachnolaimus maximus	0	0	1,0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cryptotomus roseus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	3,5	0	0	0	0
Scarus iserti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72,0	130,3	137,0	214,0	26,0	62,7	27,0	59,3
Nicholsina sp	1,0	17,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparisoma atomarium	0	0	1,0	12,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparisoma radians	44,0	373,4	36,0	446,0	3,0	44,6	42,0	191,6	16,0	110,2	11,0	41,6	45,0	464,2	18,0	110,1	32,0	392,9
Sparisoma rubripinne	1,0	99,9	9,0	188,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparisoma viride	3,0	6,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparisoma sp.	0	0	0	0	0	0	1,0	0,1	2,0	0,7	1,0	0,1	0	0	0	0	0	0
Bathygobius soporator	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	8,1	0	0	0	0
Coryphopterus glaucofraenum	0	0	1,0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	1,7	2,0	1,3
Acanthurus bahianus	9,0	18,4	13,0	74,4	15,0	18,9	42,0	114,8	48,0	92,7	16,0	97,6	4,0	13,0	29,0	110,1	16,0	35,3
Acanthurus chirurgus	4,0	30,1	0	0	0	0	54,0	172,6	12,0	41,3	2,0	9,4	0	0	53,0	169,4	7,0	46,6
Monacanthus ciliatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	8,0	2,0	12,5	0	0	0	0
Stephanolepis setifer	4,0	18,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	2,0	1,0	3,2	1,0	3,7
Acanthostracion quadricornis	0	0	0	0	0	0	0	0	2,0	10,0	0	0	1,0	5,6	0	0	0	0
Sphaeroides greeleyi	2,0	22,0	11,0	55,4	2,0	8,7	1,0	6,0	3,0	44,1	3,0	21,0	5,0	52,8	3,0	27,4	1,0	4,8
Sphaeroides spengleri	1,0	18,3	2,0	23,9	0	0	1,0	2,3	0	0	4,0	23,4	0	0	4,0	51,8	1,0	12,9
Sphaeroides testudineus	6,0	75,5	2,0	40,1	1,0	3,0	0	0	7,0	137,4	2,0	46,9	1,0	35,9	1,0	18,9	5,0	87,8
Diodon holacanthus	23,0	649,4	17,0	600,7	17,0	826,1	4,0	258,6	5,0	343,1	2,0	132,0	3,0	22,3	6,0	538,8	2,0	185,1
Juvéniles indéterminés	0	0	0	0	11,0	1,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

spécifique, il apparaît donc qu'il existe deux peuplements ichtyologiques différents pour les deux types d'herbiers. Les espèces contribuant le plus fortement à la formation du premier axe factoriel et corrélées avec la station de la pointe de la Croix Bigotte sont: *Lutjanus griseus*, *Haemulon bonariense*, *Stegastes diencaeus*, *Haemulon chrysargyreum*, *Sphyraena barracuda*, *Sphaeroides testudineus* et *Eucinostomus gula*. A l'exception de cette dernière espèce, toutes vivent exclusivement dans les herbiers côtiers. En ce qui concerne la caye San Justan, les espèces qui contribuent le plus à la formation du groupe sur l'axe 1 sont: *Halichoeres bivittatus*, *Cryptotomus roseus* et *Stephanolepis setifer*. Ces espèces apparaissent fréquemment dans les pêches effectuées à la caye San Justan et plus rarement à la pointe de la Croix Bigotte. Dans cette analyse, l'axe 2 présente un moindre intérêt. Seules des campagnes de pêche réalisées à la caye San Justan contribuent à sa formation et cet axe oppose deux périodes où apparaissent des espèces rares telles que *Aulostomus maculatus*, aux autres campagnes de pêche.

Les principales données concernant la richesse spécifique, la densité et la biomasse en poissons, ainsi que les indices de diversité de Shannon et de Pielou pour les différentes campagnes, sont rassemblées dans le Tableau III.

Les variations de la richesse spécifique entre mars 90 et mars 92 sont statistiquement différentes (U = -3,50, p =0005) entre les deux peuplements. La richesse spécifique en poissons est globalement plus élevée dans les herbiers côtiers que dans ceux du large (Fig. 5). En octobre 1990, le nombre d'espèces a chuté à la pointe de la Croix Bigotte alors qu'il a augmenté à la caye San Justan. Ce phénomène est lié au passage de la dépression tropicale Klaus qui a entraîné des pluies exceptionnelles en Martinique. A cette période ont été observées, dans la station du large, des espèces habituellement rencontrées dans les herbiers côtiers, telles que *Harengula humeralis*, *Eucinostomus gula* et *Haemulon plumieri*.

La comparaison des données par le test de Mann et Withney montre une différence statistiquement significative (U = -3,22, $p < 0{,}05$) entre les deux peuplements pour ce qui concerne l'évolution dans le temps des effectifs (Fig. 6). La densité de poissons est donc plus élevée toute l'année dans les herbiers côtiers que dans ceux du large. Pour la caye San Justan, les effectifs présentent deux pics, en octobre 1990 et en septembre 1991. Ces deux valeurs sont dues à une augmentation de l'abondance d'espèces dominantes du peuplement telles que *Halichoeres bivittatus* et *Acanthurus bahianus* (en octobre) et *Scarus iserti* en septembre (Tableau I). A la pointe de la Croix Bigotte, les valeurs observées sont plus fluctuantes et les pics d'abondance sont dus à des espèces vivant en

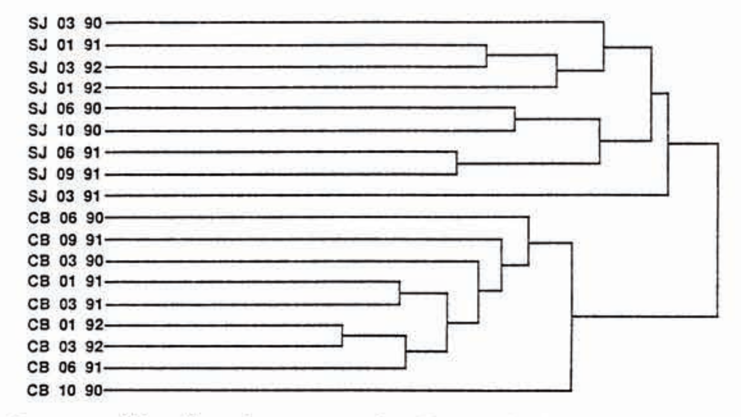


Fig. 4. - Groupement hiérarchique des campagnes de pêche (matrice de distances de Jaccard calculée sur le tableau de présence-absence des espèces). [*Hierarchical clustering of the samples (matrix of jaccard coefficients calculated from the qualitative distribution of the species).*]

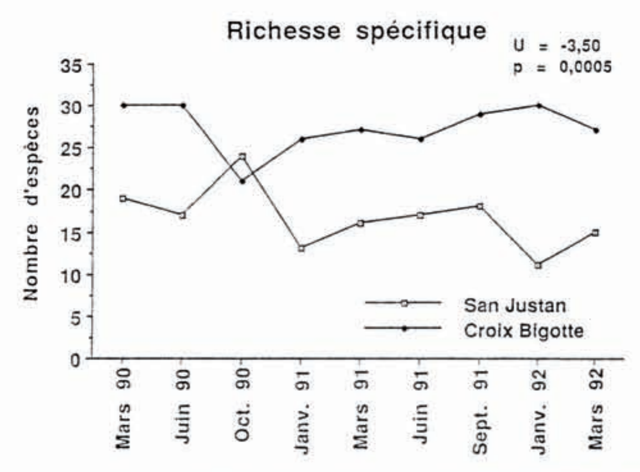


Fig. 5. - Variations de la richesse spécifique des poissons au cours des différentes campagnes de pêche dans les herbiers (U: U de Mann et Withney; p: seuil de rejet de l'hypothèse nulle). [*Variations of the species richness of the seagrass fishes at the different sampling periods (U: U of Mann and Withney; p: probability associated with the null hypothesis).*]

Tableau III. - Principaux résultats quantitatifs caractérisant les peuplements ichtyologiques des herbiers étudiés (Indices de Shannon et de Pielou calculés sur les effectifs: H'n, En et sur les biomasses: H'w et Ew). [*Main quantitative results characterizing the fish community of the seagrass beds (Shannon's diversity index and Pielou evenness computed with the number of fishes: H'n, En and with the biomass: H'w et Ew).*]

		1990			1991				1992		Total
		mars	juin	oct.	janv.	mars	juin	sept.	janv.	mars	
San Justan	Richesse spécifique	19	17	24	13	16	17	18	11	15	46
	Effectifs	141	299	611	187	176	102	488	195	109	2308
	Biomasse (g)	1840	1913	3183	1239	970	837	4150	1576	1715	17423
	Indice de Shannon (H'n)	3,54	2,54	2,67	2,83	2,80	2,78	2,24	2,13	2,66	3,44
	Indice de Shannon (H'w)	2,70	2,88	3,27	2,69	2,84	2,34	1,99	2,38	1,74	3,55
	Indice de Pielou (En)	0,83	0,62	0,58	0,77	0,70	0,68	0,54	0,61	0,68	0,62
	Indice de Pielou (Ew)	0,64	0,71	0,71	0,73	0,71	0,57	0,48	0,69	0,45	0,61
	Poids moyen (g)	4,25	4,02	3,81	4,70	2,39	4,77	2,99	4,32	5,86	4,12
Croix Bigotte	Richesse spécifique	30	30	21	26	27	26	29	30	27	55
	Effectifs	873	1142	735	500	1028	606	928	876	379	7067
	Biomasse (g)	3711	4596	2800	2349	2456	2891	2773	3787	2222	27584
	Indice de Shannon (H'n)	2,77	3,55	3,03	3,89	2,41	3,50	3,64	3,71	3,73	4,08
	Indice de Shannon (H'w)	3,81	4,03	3,26	3,93	3,81	3,66	3,64	3,71	3,73	4,38
	Indice de Pielou (H'w)	0,56	0,72	0,69	0,83	0,51	0,74	0,74	0,76	0,78	0,75
	Indice de Pielou (Ew)	0,78	0,82	0,74	0,84	0,80	0,78	0,74	0,76	0,78	0,75
	Poids moyen (g)	13,05	6,39	5,21	6,63	5,51	8,20	8,50	8,08	15,73	8,59

bancs telles que *Anchoa lyolepis*, *Atherinomorus stipes*, *Eucinostomus argenteus*, *Gerres cinereus* et *Haemulon chrysargyreum* (Tableau II).

Les biomasses sont significativement plus élevées dans les herbiers côtiers que dans ceux du large ($U = -2{,}34$, $p < 0{,}05$). Les variations de la biomasse, pour la caye San Justan, reflètent celles des effectifs (Fig. 7). A pointe de la Croix Bigotte, deux pics d'abondance sont observés en juin 1990 et janvier 1992.

Les indices de Shannon, ainsi que ceux de Pielou, sont plus élevés pour le peuplement d'herbier de la pointe de la Croix Bigotte que pour celui de la caye San Justan

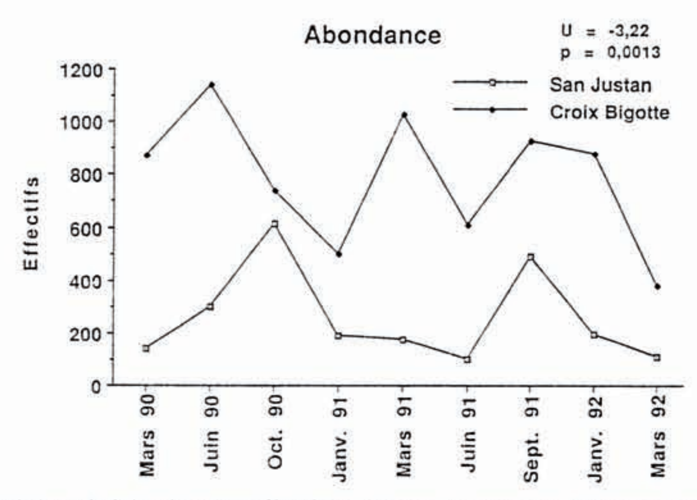


Fig. 6. - Variations de l'abondance en effectif des poissons au cours des différentes campagnes de pêche dans les herbiers (U: U de Mann et Withney; p: seuil de rejet de l'hypothèse nulle). [*Variations of the number of the seagrass fishes at the different sampling periods (U: U of Mann and Withney; p: probability associated with the null hypothesis).*]

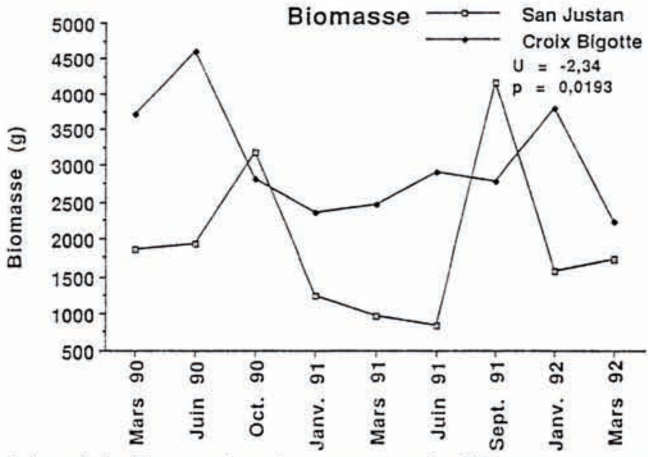


Fig. 7. - Variations de la biomasse des poissons au cours des différentes campagnes de pêche dans les herbiers (U: U de Mann et Withney; p: seuil de rejet de l'hypothèse nulle). [*Variations of the biomass of the seagrass fishes at the different sampling periods (U: U of Mann and Withney; p: probability associated with the null hypothesis).*]

(U = -3,49, p = 0,0005 et U = 3,59, p = 0,0003 respectivement). Le passage de la dépression tropicale Klaus (octobre 1990) s'est traduit par une chute de l'indice de Shannon dans les herbiers côtiers et par une augmentation de celui-ci dans ceux du large, variation déjà constatée pour la richesse spécifique. Au niveau des équitabilités, on retrouve ce phénomène pour le peuplement de la pointe de la Croix Bigotte, mais pas pour celui de la caye San Justan.

Le poids moyen des poissons est plus élevé toute l'année dans les herbiers du large que dans ceux qui sont situés en bordure de mangrove (U = - 1,98, p < 0,05). Les pics observés, en mars 1990 et 1992, à la caye San Justan sont dus à des abondances particulièrement élevées d'*Ocyurus chrysurus* de tailles relativement grandes (Fig. 8). Ce phénomène n'est pas apparu en mars 1991. Il n'est pas possible, à partir des courbes de poids moyens globaux, de déterminer un minimum annuel qui correspondrait à la période de recrutement des juvéniles dans l'herbier.

Les principaux paramètres quantitatifs caractérisant les peuplements ichtyologiques étudiés présentent des différences statistiquement significatives entre les deux types d'herbier. Par ailleurs, aucune des variations observées au sein de ces paramètres ne semble pouvoir être nettement reliée à un cycle saisonnier.

Les résultats précédents ont permis de regrouper l'ensemble des campagnes de pêche de chaque station, afin d'examiner la structure globale de ces deux peuplements (Tableau IV). Dans les herbiers du large, 4 espèces dominent le peuplement en effectif et en biomasse: *Acanthurus bahianus* (26% en effectif, 9% en biomasse), *Scarus iserti* (17%, 18%), *Ocyurus chrysurus* (10%, 23%) et *Sparisoma radians* (7%, 8%). *Halichoeres bivittatus* qui fait partie des espèces numériquement dominantes (16%), ne représente plus en biomasse que 6% du peuplement, de par sa petite taille. En revanche, *Diodon holacanthus* dont l'abondance en effectif est faible (2%) représente 19% de la biomasse totale. A la pointe de la Croix Bigotte, une seule espèce, *Ocyurus chrysurus*, est à la fois dominante en nombre (17%) et en biomasse (13%). D'autres espèces, abondantes en effectif, sont de petite taille et leur biomasse est faible: *Eucinostomus gula* (16%, 4%), *Eucinostomus argenteus* (11%, 3%), *Anchoa lyolepis* (6%, 3%) et *Atherinomorus stipes* (7%, 2%). A l'opposé, il existe des espèces de grande taille, dominantes en biomasse,

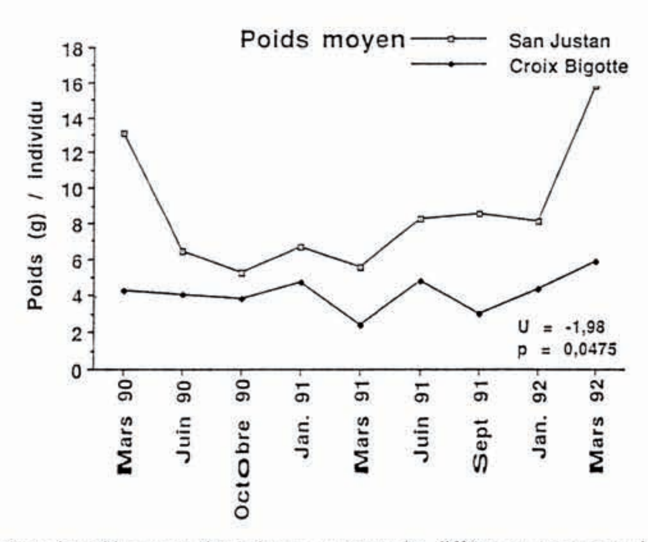


Fig. 8. - Variations du poids moyen des poissons au cours des différentes campagnes de pêche (U: U de Mann et Withney; p: seuil de rejet de l'hypothèse nulle). [*Variations of the average weight of the seagrass fishes at the different sampling periods (U: U of Mann and Withney; p: probability associated with the null hypothesis).*]

Familles	Espèces	San Justan			Croix Bigotte			CT
		% N	% B	SR	% N	% B	SR	
Clupeidae	*Harengula clupeola* (Cuvier, 1829)	0,04	0,00	O	3,14	1,05	T	PL
	Harengula humeralis (Cuvier, 1829)	0,00	0,00		0,48	0,80	O	PL
Engraulidae	*Anchoa lyolepis* (Evermann & Marsh, 1902)	2,56	1,41	T	6,27	2,92	R	PL
Belonidae	*Tylosurus crocodilus* (Peron & LeSueur, 1821)	0,13	0,29	O	0,00	0,00		Pi
Atherinidae	*Atherinomorus stipes* (Müller & Troschel, 1848)	4,59	1,23	O	7,20	2,06	T	PL
Holocentridae	*Holocentrus ascensionis* (Osbeck, 1765)	0,00	0,00		0,06	0,23	O	C1
	Holocentrus rufus (Walbaum, 1792)	0,00	0,00		0,04	0,15	O	C1
Aulostomidae	*Aulostomus maculatus* Valenciennes, 1842	0,09	0,01	O	0,00	0,00		Pi
Syngnathidae	*Cosmocampus elucens* Poey, 1868	0,04	0,01	O	0,03	0,03	O	C1
	Syngnathus cf. floridae (Jordan & Gilbert, 1882)	0,04	0,02	O	0,07	0,06	T	C1
	Hippocampus reidi Ginsburg, 1933	0,04	0,02	O	0,00	0,00		C1
Dactylopteridae	*Dactylopterus volitans* (Linné, 1758)	0,00	0,00		0,03	0,10	O	C1
Serranidae	*Hypoplectrus puella* (Cuvier & Valenciennes, 1828)	0,04	0,01	O	0,14	0,15	T	C1
	Serranus baldwini (Evermann & Marsh, 1900)	0,04	0,02	O	0,00	0,00		C1
	Serranus flaviventris (Cuvier & Valenciennes, 1829)	0,65	0,45	T	3,82	4,14	R	C1
Carangidae	*Caranx latus* Agassiz, 1831	0,00	0,00		0,01	0,01	O	C1
	Chloroscombrus chrysurus (Linné, 1758)	0,04	0,00	O	0,00	0,00		C1
Lutjanidae	*Lutjanus apodus* (Walbaum, 1792)	0,69	3,53	T	5,55	9,89	R	C2
	Lutjanus griseus (Linné, 1758)	0,00	0,00		0,98	3,59	R	C2
	Lutjanus mahogoni (Cuvier & Valenciennes, 1828)	0,00	0,00		0,30	0,49	O	C2
	Lutjanus synagris (Linné, 1758)	0,09	0,12	O	1,12	1,36	R	C2
	Ocyurus chrysurus (Bloch, 1791)	10,23	22,69	R	17,38	12,98	R	C1
Gerreidae	*Eucinostomus argenteus* Baird & Girard, 1854	1,00	1,93	T	10,94	2,51	R	C1
	Eucinostomus gula (Cuvier & Valenciennes, 1830)	0,04	0,08	O	16,46	4,21	R	C1
	Gerres cinereus (Walbaum, 1792)	0,13	0,26	O	2,05	1,06	O	C1
Pomadasyidae	*Haemulon aurolineatum* Cuvier, 1829	0,52	0,04	O	0,07	0,03	T	C1
	Haemulon bonariense Cuvier, 1829	0,00	0,00		1,02	0,97	R	C1
	Haemulon chrysargyreum Günther, 1859	0,00	0,00		3,42	3,55	R	C1
	Haemulon flavolineatum (Desmaret, 1823)	0,43	0,51	T	0,83	1,23	R	C1
	Haemulon plumieri (Lacépède, 1802)	0,09	0,19	O	0,04	0,02	O	C1
Sparidae	*Archosargus rhomboidalis* (Linné, 1758)	0,00	0,00		0,10	0,23	T	Om
	Calamus sp.	0,04	0,00	O	0,00	0,00		C1
Mullidae	*Mulloides martinicus* (Cuvier & Valenciennes, 1829)	0,13	0,04	O	0,00	0,00		C1
	Pseudupeneus maculatus (Bloch, 1793)	0,56	0,32	O	0,03	0,02	O	C1
Chaetodontidae	*Chaetodon capistratus* Linné, 1758	2,47	0,84	T	1,29	1,16	R	C1
	Chaetodon striatus Linné, 1758	0,17	0,14	T	0,01	0,01	O	C1
Pomacentridae	*Stegastes diencaeus* (Troschel, 1865)	0,00	0,00		1,17	3,80	R	Om
	Stegastes leucostictus (Muller & Troschel, 1848)	0,30	0,21	T	0,16	0,32	T	Om
Sphyraenidae	*Sphyraena barracuda* (Walbaum, 1792)	0,00	0,00		1,10	10,17	R	Pi
Labridae	*Halichoeres bivittatus* (Bloch, 1791)	15,77	5,60	R	0,01	0,00	O	C1
	Halichoeres sp.	0,22	0,00	O	0,06	0,00	O	C1
	Lachnolaimus maximus (Walbaum, 1792)	0,00	0,00		0,01	0,00	O	C1
Scaridae	*Cryptotomus roseus* Cope, 1871	0,48	0,36	T	0,03	0,01	O	He
	Scarus iserti (Bloch, 1790)	16,55	17,78	T	3,71	1,69	T	He
	Nicholsina sp.	0,00	0,00		0,01	0,06	O	He
	Sparisoma atomarium (Poey, 1861)	0,52	0,31	T	0,01	0,05	O	He
	Sparisoma chrysopterum (Bloch & Schneider, 1801)	0,09	0,22	O	0,00	0,00		He
	Sparisoma radians (Cuvier & Valenciennes, 1839)	6,98	8,46	R	3,50	7,88	R	He
	Sparisoma rubripinne (Cuvier & Valenciennes, 1839)	0,26	1,47	O	0,14	1,05	O	He
	Sparisoma viride (Bonnaterre, 1788)	0,26	0,32	T	0,04	0,02	O	He
	Sparisoma,sp.	0,00	0,00		0,06	0,00	T	He
Clinidae	*Paraclinus sp.*	0,04	0,00	O	0,00	0,00		C1
Gobiidae	*Bathygobius soporator* (Cuvier & Valenciennes, 1837)	0,00	0,00		0,01	0,03	O	C1
	Coryphopterus glaucofraenum Gill, 1863	0,13	0,00	O	0,07	0,01	T	C1
Acanthuridae	*Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855	26,04	9,27	R	2,72	2,09	R	He
	Acanthurus chirurgus (Bloch, 1787)	3,47	1,46	R	1,87	1,70	T	He
Balistidae	*Cantherines pullus* (Ranzani, 1842)	0,04	0,02	O	0,00	0,00		Om
	Monacanthus ciliatus (Mitchill, 1818)	0,26	0,13	T	0,04	0,07	O	Om
	Stephanolepis setifer (Bennett, 1830)	0,69	0,33	R	0,10	0,10	T	Om
Ostraciidae	*Acanthostracion quadricornis* (Linné, 1758)	0,00	0,00		0,04	0,06	O	Om
Tetraodontidae	*Sphaeroides greeleyi* Gilbert, 1900	0,30	0,47	T	0,44	0,88	R	C1
	Sphaeroides spengleri (Bloch, 1785)	0,22	0,09	O	0,18	0,48	T	C1
	Sphaeroides testudineus (Linné, 1758)	0,00	0,00		0,35	1,62	R	C1
Diodontidae	*Diodon holacanthus* Linné, 1758	2,47	19,33	R	1,12	12,89	R	C1
	Juvéniles indéterminés	0,00	0,00		0,16	0,01		PL

mais dont les effectifs sont plus faibles: *Diodon holacanthus* (1%, 13%), *Sphyraena barracuda* (1%, 10%) et *Lutjanus apodus* (6%, 10%).

Les proportions, en nombre d'espèces, en densité et en biomasse, des poissons en fonction de leur statut de résidence, pour les deux stations prises séparément ainsi que globalement, sont données dans le tableau V. Pour l'ensemble des résultats regroupés, 10 espèces (16%) ont été classées en espèces résidentes, mais elles forment la majorité du peuplement aussi bien en effectif (76%) qu'en biomasse (80%). Les espèces temporaires, au nombre de 22 (34% des espèces) représentent une proportion moins élevée des effectifs (20%) et de la biomasse totale (16%). Enfin, 33 espèces (représentant 51% du nombre total des espèces) ont été classées parmi les espèces occasionnelles. Ces espèces ne constituent qu'un faible pourcentage des effectifs (5%) et de la biomasse (4%) du peuplement total. Les effectifs et biomasses des espèces résidentes sont assez stables dans le temps contrairement à ceux des espèces temporaires et occasionnelles.

Tableau V. - Proportions en nombre d'espèces (S%), en effectifs (N%) et en biomasses (B%) des espèces de poissons résidentes, temporaires et occasionnelles pour deux herbiers de la baie de Fort-de-France en Martinique. [*Proportions in species richness (S%), in number (N%) and in biomass (B%) of the resident, transient and occasional fishes in two seagrass beds of the Bay of Fort-de-France in Martinique Island.*]

Espèces	San Justan			Croix Bigotte			Stations regroupées		
	% S	% N	% B	% S	% N	% B	% S	% N	% B
Occasionnelles	54,35	7,71	4,47	41,82	3,66	4,29	50,77	4,66	4,36
Temporaires	30,43	26,65	28,38	23,63	16,87	7,88	33,85	19,27	15,82
Résidentes	15,22	65,64	67,14	34,54	79,47	87,82	15,38	76,06	79,82

Pour les deux stations prises séparément, le pourcentage d'espèces occasionnelles est légèrement plus élevé à San Justan (54%) qu'à la Croix Bigotte (42%). En nombre et en biomasse, ces espèces ne représentent qu'un faible pourcentage. Si l'on considère les espèces n'apparaissant qu'une seule fois dans les pêches, les différences sont plus nettes entre les deux stations. Le pourcentage d'espèces rares est plus élevé dans les herbiers du large (41%) que dans ceux qui sont situés en bordure de mangrove (24%). Les espèces occasionnelles sont essentiellement constituées par des poissons juvéniles. A la pointe de la Croix Bigotte, ces espèces présentent des valeurs minimales de leurs effectifs et de leurs biomasses en mars et des valeurs maximales en juin. Ce phénomène pourrait marquer la période de recrutement des juvéniles dans l'herbier, au début de la saison chaude. A la caye San Justan, aucun modèle précis n'apparaît.

Le nombre d'espèces temporaires est également légèrement plus élevé à San Justan (30%) qu'à la Croix Bigotte (24%). Leur abondance en effectif et en biomasse res-

---

Tableau IV. - Abondances relatives, en nombre et en biomasse, des espèces récoltées à la caye San Justan et à la pointe de la Croix Bigotte entre mars 1990 et mars 1992. SR = Statut de résidence des espèces; O = espèces occasionnelles; T = espèces temporaires; R = espèces résidentes. CT = catégories trophiques; He = herbivores; Om = omnivores; Pk = planctonophages; C1 = carnivores de premier niveau; C2 = carnivores de second niveau; Pi = piscivores. [*Relatives abundances, in number and biomass, of the species collected at San Justan and La Croix Bigotte between March 1990 and March 1992. SR = residence status of the species; O = occasional species; T = transient species; R = résident species. CT = trophic categories; He = herbivores; Om = omnivores; Pk = planctonophageous; C1 = first order carnivores; C2 = second order carnivores; Pi = piscivores.*]

te, dans les deux stations, inférieur à 28%. Les variations au cours du temps semblent aléatoires.

La différence essentielle entre les peuplements des deux stations réside dans le nombre d'espèces résidentes. Leur proportion est environ deux fois plus élevée à la Croix Bigotte (35%) qu'à San Justan (15%). En nombre et en biomasse, ces espèces représentent la majorité du peuplement de la Croix Bigotte: 79% du nombre et 88% de la biomasse. A San Justan, elles représentent 66% du nombre et 67% de la biomasse. Si l'on considère les espèces présentes dans toutes les pêches, on remarque que, à la caye San Justan, 5 espèces seulement sont présentes dans tous les relevés alors qu'à la pointe de la Croix Bigotte, ce nombre double. Ces espèces représentent respectivement 11 et 18% du nombre total des espèces.

Les 5 espèces présentes dans l'herbier de la caye San Justan à toutes les périodes étudiées sont les suivantes: *Ocyurus chrysurus*, *Halichoeres bivittatus*, *Sparisoma radians*, *Acanthurus bahianus* et *Diodon holacanthus*. Ces espèces représentent une proportion élevée des effectifs (62%) et de la biomasse (65%) du peuplement de poissons de cet herbier.

A la Croix Bigotte, les espèces présentes à toutes les périodes sont: *Anchoa lyolepis*, *Serranus flaviventris*, *Lutjanus apodus*, *Ocyurus chrysurus*, *Stegastes diencaeus*, *Sphyraena barracuda*, *Sparisoma radians*, *Acanthurus bahianus*, *Sphaeroides greeleyi*, *Diodon holacanthus*. En effectif et en biomasse, ces 10 espèces représentent respectivement 43% et 68% du peuplement de l'herbier. Ainsi, les espèces qui constituent les noyaux stables dans le temps de ces peuplements (5 pour les herbiers au large, 10 pour ceux qui sont en bordure de côte) représentent à elles seules approximativement la moitié des abondances en effectif et en biomasse des peuplements.

Ainsi le peuplement ichtyologique des herbiers situés en bordure de mangrove apparaît globalement plus riche, mieux structuré et plus stable dans sa composition que celui des herbiers du large. Ces résultats sont confirmés par l'examen des indices de Shannon et de Pielou, calculés sur l'ensemble des pêches, qui sont plus élevés pour le peuplement des herbiers côtiers que pour ceux du large (Tableau III). Les structurations des peuplements en biomasses et en effectifs sont très proches, les indices calculés avec les fréquences et avec les biomasses étant très voisins.

Si l'on considère le nombre total de poissons récoltés dans ces herbiers, la densité en effectif est environ trois fois plus élevée à la pointe de la Croix Bigotte qu'à la caye San Justan (Tableau III). En divisant les valeurs par la surface échantillonnée, on obtient une densité de 0,7 individu par m^2 pour les herbiers côtiers et de 0,2 individu par m^2 pour les herbiers du large. La biomasse totale en poissons est également plus élevée (de l'ordre de 1,5 fois) à la pointe de la Croix Bigotte qu'à la caye San Justan (Tableau III). Ramenées au mètre carré, les biomasses sont de 2,8 g/m^2 en bordure de côte et de 1,8 g/m^2 au large. En revanche, le poids moyen d'un poisson est de l'ordre de 4 g dans l'herbier côtier et de 8 g dans celui du large. Si l'on considère que le peuplement de la caye San Justan ne comprend pas plus d'espèces de grandes tailles que celui de la pointe de la Croix Bigotte, cela signifie que ce dernier possède beaucoup plus de poissons juvéniles.

Organisation trophique

Dans les deux types d'herbier regroupés, les poissons carnivores de premier ordre sont dominants aussi bien en nombre d'espèces (52%) qu'en effectifs (54%) et en biomasse (50%) (Tableau IV). La deuxième catégorie trophique est celle des herbivores qui constituent 17% du nombre total des espèces, 22% des effectifs et 24% de la biomasse totale. Ils sont essentiellement représentés par 9 espèces de Scaridae (73% de la biomasse) et 2 espèces d'Acanthuridae (27%) (Tableau IV). Les proportions de ces deux familles sont remarquablement voisines dans les deux herbiers étudiés (Tableau VI). Parmi les herbivores, deux espèces de Scaridae (*Scarus iserti* et *Sparisoma radians*) et une

Tableau VI. - Importance des différentes catégories trophiques, en nombre d'espèces (S), en effectifs (N) et en biomasses (B) pour deux peuplements ichtyologiques d'herbiers dans la baie de Fort-de-France en Martinique. Pourcentages de Scaridae et d'Acanthuridae par rapport à l'ensemble des herbivores et par rapport à l'ensemble de l'ichtyofaune. [*Importance of the different trophic categories, in species richness (S), in number (N) and in biomass (B) for the fish community of the two types of seagrass beds of the Bay of Fort-de-France in Martinique Island. Percentage of Scarid and Acanthurid fishes within the ichtyofauna.*]

Catégories	San Justan			Croix Bigotte			Stations regroupées		
	% S	% N	% B	% S	% N	% B	% S	% N	% B
Herbivores	19,56	54,64	39,64	18,18	12,08	14,55	16,92	22,56	24,26
Omnivores	8,69	1,30	0,70	10,91	1,61	4,58	10,77	1,54	3,08
Planctonophages	6,52	7,19	2,63	9,09	17,25	6,83	9,23	14,77	5,21
Carnivores 1	56,52	35,87	53,07	52,72	60,01	48,53	52,30	54,07	50,29
Carnivores 2	4,35	0,78	3,65	7,27	7,94	15,32	6,15	6,18	10,81
Piscivores	4,35	0,22	0,30	1,82	1,10	10,17	4,61	0,88	6,35
Scaridae / herbivores	77,78	46,00	72,94	80,00	62,06	73,98	81,82	52,48	73,32
Acanthuridae / herbivores	22,22	54,00	27,06	20,00	37,94	26,02	13,85	47,52	26,68
Scaridae / total	15,22	25,13	28,91	14,54	7,50	10,77	13,85	11,84	17,79
Acanthuridae / total	4,35	29,51	10,73	3,64	4,58	3,79	3,08	10,72	6,47

espèce d'Acanthuridae (*Acanthurus chirurgus*) prédominent et *S. radians* est l'espèce ayant la plus forte biomasse dans les deux stations rassemblées (Tableau IV).

Les autres catégories trophiques sont moins abondantes. Les carnivores de deuxième ordre (6% des espèces) sont mieux représentés en biomasse (11%) qu'en nombre d'individus (6%). Les planctonophages, constitués par des espèces de petites tailles, représentent 9% des espèces, 15% des effectifs et seulement 5% de la biomasse. Les omnivores forment 11% du nombre d'espèces, 2% des effectifs et 3% de la biomasse. Enfin les piscivores, espèces de grandes tailles qui sont situées au sommet de la pyramide trophique, représentent 4% des espèces, 1% des effectifs et 6% de la biomasse. Si l'on considère les noyaux d'espèces permanentes des peuplements (10 espèces à la pointe de la Croix Bigotte, 5 à la caye San Justan) qui constituent près de 50% de la biomasse de poissons, toutes les catégories trophiques y sont représentées pour l'herbier côtier alors que seuls les herbivores et les carnivores constituent celui de l'herbier du large. La structure trophique du peuplement ichtyologique des herbiers situés en bordure de mangrove est donc plus diversifiée que celle du peuplement des herbiers du large.

La répartition des régimes alimentaires au sein des deux peuplements est semblable en ce qui concerne le nombre d'espèces. Les poissons carnivores de premier ordre sont les mieux représentés et regroupent respectivement 56% et 53% des espèces de la caye San Justan et de la pointe de la Croix Bigotte. Les poissons herbivores constituent ensuite respectivement 19% et 18% des espèces. Les autres catégories sont plus faiblement représentées. A la caye San Justan les poissons herbivores sont dominants en effectifs (55%) suivis par les carnivores de premier ordre (36%), alors qu'à pointe de la Croix Bigotte ce sont les carnivores de premier ordre qui dominent (60%). Les herbivores ne représentent plus que 12% des effectifs à cette dernière station et ont moins d'importance que les planctonophages (17%).

La biomasse constitue le paramètre qui reflète le mieux les transferts d'énergie au sein de l'écosystème. L'examen des résultats calculés sur les biomasses montre que les carnivores de premier ordre sont dominants aux deux stations (53% et 49%). A la caye

San Justan, les poissons herbivores constituent une fraction importante du peuplement (40%) alors qu'à la pointe de la Croix Bigotte, ils n'en représentent plus que 15%. On peut également souligner, dans cet herbier, l'importance relative des carnivores de second ordre (15%) ainsi que des piscivores (10%). A la caye San Justan, les autres catégories trophiques ne représentent que 7% de la biomasse en poissons.

Ainsi, les peuplements ichtyologiques des herbiers de Phanérogames sont dominés par les poissons carnivores de premier ordre, puis par les herbivores, presque aussi importants en biomasse dans les herbiers du large.

Il faut souligner le caractère relatif des catégories trophiques car beaucoup d'espèces peuvent changer de régime alimentaire selon leur taille (Livingston, 1982; Stoner et Livingston, 1984). *Ocyurus chrysurus*, planctonophage à l'état juvénile, devient progressivement carnivore primaire puis piscivore en grandissant (Randall, 1967). De même, *Haemulon plumieri* (inférieurs à 25 mm) et *Eucinostomus gula* (inférieurs à 15 mm) sont zooplanctonophages quand ils sont jeunes et deviennent carnivores primaires une fois adultes (Carr et Adams, 1973). Nous avons classé ces dernières espèces en carnivores primaires, car la majorité des spécimens récoltés avaient des tailles supérieures à celles qui ont été indiquées par ces auteurs pour le régime alimentaire juvénile. *O. chrysurus* a été également classé en carnivore primaire, car les tailles des spécimens capturés étaient situées entre celles fixant les limites des régimes planctonophage et piscivore. L'alimentation de certaines espèces peut également varier selon les saisons (Huh et Kitting, 1985; Sierra, 1989) ou selon le rythme nycthéméral. Ainsi, *Atherinomorus stipes* est planctonophage le jour et capture des Invertébrés benthiques la nuit (Brook, 1977). D'autres espèces, telles *Lutjanus apodus* et *L. griseus*, à tendance carnivore, peuvent consommer occasionnellement des végétaux (Valdes Muñoz et Silva Lee, 1977; Heck et Weinstein, 1989).

DISCUSSION

Avec au total 65 espèces recensées, les herbiers de Phanérogames marines de la baie de Fort-de-France abritent une faune ichtyologique moyennement riche, comparée aux résultats obtenus par d'autres auteurs en Floride (Springer et Mc Earlen, 1962; Brook, 1977; Stoner, 1983; Sogard *et al.*, 1987; Thayer *et al.*, 87; Sogard *et al.*, 1989b; Weinstein et Heck, 1979), dans le Golfe du Mexique (Livingston, 1975; Stoner, 83; Yañez-Arancibia *et al.*, 1980; Yañez-Arancibia et Lara-Dominguez, 1983; Weinstein et Heck, 1979), en Guadeloupe (Baelde, 1990; Aliaume *et al.*, 1990), à Puerto Rico (Martin et Cooper, 1981) et aux îles Vierges (Robblee et Zieman, 1984).

Cependant, ces résultats ne sont pas directement comparables car, comme l'ont souligné Gray et Bell (1986) et Leber et Greening (1986), la richesse et la composition spécifique observées dépendent en partie de la méthode utilisée et aussi de l'effort d'échantillonnage dans le temps et dans l'espace. Certains auteurs ont également effectué leurs prélèvements de nuit, ce qui contribue à augmenter le nombre d'espèces récoltées puisque le peuplement diurne des herbiers de *Thalassia* est souvent différent la nuit (Brook, 1977; Weinstein et Heck, 1979; Stoner, 1983; Yañez-Arancibia et Lara-Dominguez, 1983; Robblee et Zieman, 1984; Sogard *et al.*, 1987; Sogard *et al.*, 1989b; Baelde, 1990). C'est également le cas pour les herbiers de Zostères de l'Atlantique (Orth et Heck, 1980), pour ceux de Posidonies en Méditerranée (Harmelin-Vivien, 1982; Bell et Harmelin-Vivien, 1982) ou pour d'autres à *Zostera*, *Halophila*, *Heterozostera* ou *Syringodium* en Australie (Gray et Bell, 1986; Howard, 1989). Dans la région caraïbe, les herbiers situés près des récifs s'enrichissent la nuit d'espèces appartenant à la famille des Holocentridae, des Pomadasyidae et des Lutjanidae (Ogden et Ehrlich, 1977; Ogden et Zieman, 1977). Un prélèvement effectué de nuit dans l'herbier de la caye San Justan a révélé la présence d'espèces à activité nocturne (Congridae, Apogonidae).

Les espèces résidentes des peuplements d'herbiers de la baie de Fort-de-France, bien que peu nombreuses, constituent une part importante du peuplement en effectif et en biomasse. Au contraire, le nombre d'espèces occasionnelles est très élevé mais elles sont faiblement représentées en effectif et en biomasse. Ces résultats sont en accord avec ceux qui ont été trouvés pour les herbiers de *Thalassia* du Golfe du Mexique (Vargas-Maldonado *et al.*, 1981; Yañez-Arancibia *et al.*, 1980) où le pourcentage en espèces des poissons résidents est également faible. Ils contrastent avec ceux qui ont été obtenus pour d'autres types d'herbiers situés en milieu tempéré. En Australie les poissons résidents représentent 43% des espèces (Burchmore *et al.*, 1984) et en Méditerranée près de 60% (Harmelin-Vivien, 1982; Bell et Harmelin-Vivien, 1982). Ainsi les peuplements de poissons des herbiers à *Thalassia* sont constitués par un petit noyau d'espèces permanentes et par une proportion élevée d'espèces occasionnelles. Ce dernier groupe semble correspondre à des juvéniles d'espèces dont les adultes vivent ailleurs, ce qui confirme le rôle de nurserie pour les poissons, joué par les herbiers de Phanérogames marines dans la Caraïbe.

Le poids moyen d'un poisson d'herbier, en Martinique, varie entre 6 et 8 g. Dans le golfe du Mexique, le poids moyen d'un poisson d'herbier de *Thalassia*, recalculé d'après les données de Yañez-Arancibia et Lara-Dominguez (1983), est de l'ordre de 21 g. Cette différence très importante peut s'expliquer par le fait que la baie de Fort-de-France est soumise à une pollution importante par hypersédimentation (Bouchon et Laborel, 1986; Bouchon *et al.*, 1987) et contamination chimique des chaînes trophiques (Pellerin-Massicotte, 1991). De même, dans les herbiers de Posidonies méditerranéens, d'après les données de Bell et Harmelin-Vivien (1982) et Harmelin-Vivien (1982), le poids moyen d'un poisson semble être plus petit dans le golfe de Marseille (12 g), soumis à une pression anthropique importante, qu'à l'île de Port-Cros qui est un parc naturel (16 g).

Les valeurs de la biomasse pour les herbiers de la baie de Fort-de-France (moyenne pour les deux stations: 2,3 g/m^2) sont situées dans la fourchette des données publiées. Elles sont supérieures aux valeurs connues pour la Floride (0,69, Thayer *et al.*, 1987, recalculé d'après les données des auteurs) et le Golfe du Mexique (1,33, Bravo-Nuñez et Yañez-Arancibia, 1979). Elles sont inférieures aux autres valeurs de la littérature concernant les herbiers à *Thalassia testudinum* (3,41, Aliaume *et al.* (recalculé d'après leurs données); 3,19, Vargas Maldonado *et al.*, 1981; 3,15, Martin et Cooper, 1981; 7,2, Yañez-Arancibia *et al.*, 1980; 4,57, Brook, 1977). En fait, nos résultats ne sont directement comparables qu'avec ceux d' Aliaume *et al.* (1990) qui ont utilisé la même méthode d'échantillonnage. Robertson (1980), qui a également utilisé une senne pour échantillonner les poissons des herbiers de zostères en Australie, a trouvé des valeurs faibles (1,1 g/m^2). Cette relative pauvreté en biomasse de poissons des herbiers étudiés est peut-être également due au fort niveau de pollution de la baie de Fort-de-France.

Ce travail n'a pas permis de mettre en évidence de cycle saisonnier bien marqué au sein des peuplements ichtyologiques des herbiers de la Martinique. En fait, les résultats contrastés que l'on rencontre dans la littérature pour les herbiers à *Thalassia testudinum*, reflètent la localisation géographique des études. Les chercheurs qui travaillent dans le nord de la région caraïbe, où une saison hivernale fraîche est bien marquée, mettent en évidence l'existence d'un cycle de variations annuelles des peuplements ichtyologiques (Hoese et Jones, 1963 au Texas; Livingston, 1975 en Floride; Springer et Mac Earlen, 1962 en Floride; Yañez-Arancibia *et al.*, 1980 dans le golfe du Mexique). Ceux qui travaillent plus au sud, en climat tropical pur, concluent à l'absence de cycle annuel (Weinstein et Heck, 1979 à Panama; Baelde, 1990 et Aliaume *et al.*, 1990 à la Guadeloupe).

Dans la baie de Fort-de-France, il existe une différence marquée entre les peuplements ichtyologiques des herbiers situés en bordure de mangrove et ceux du large. Les herbiers côtiers possèdent un peuplement plus riche et plus diversifié que ceux qui sont situés au large, aussi bien en nombre d'espèces (55 espèces contre 46) qu'en effectifs (environ 3 fois plus) ou en biomasse (1,5 fois plus). Ces résultats ne peuvent être reliés à la

production primaire des herbiers puisque celle-ci est beaucoup plus élevée au large (2,6 g/m^2/jour de matière sèche) qu'en bordure de mangrove (1 g/m^2/jour). Cela provient plutôt du fait que l'herbier de la pointe de la Croix Bigotte est situé dans l'écotone entre l'écosystème de la mangrove et celui des herbiers de Phanérogames. Son peuplement ichtyologique est enrichi par des espèces de la mangrove. La faune ichtyologique des mangroves et des herbiers proches a été comparée en Australie (Robertson et Duke, 1987) et dans le sud de la Floride (Thayer *et al.*, 1987). Robertson et Duke (1987) ont trouvé en effectif, entre 4 à 10 fois plus de poissons dans la mangrove que dans les herbiers adjacents. De même, Thayer *et al.* (1987) ont trouvé une biomasse de poissons 19 fois plus importante dans les mangroves de Floride que dans les herbiers proches. Ce phénomène explique également le fait que le peuplement ichtyologique en bordure de mangrove ait une diversité plus forte que celui du large. Par ailleurs, les poissons des herbiers côtiers bénéficient probablement de la mangrove en tant que source de nourriture supplémentaire. Cela peut expliquer les plus fortes biomasses observées.

Le poids moyen d'un poisson est plus faible en bordure de mangrove que dans les herbiers du large. Louis (1983) et Thayer *et al.* (1987) ont souligné l'importance des mangroves en tant qu'habitat pour les juvéniles de poissons. Il est probable que la proximité des deux écosystèmes, qui entraîne une diversification des abris et des sources de nourriture, constitue un biotope plus favorable aux juvéniles de poissons que chacun des écosystèmes isolés.

Le peuplement de poissons des herbiers côtiers s'est révélé être plus équilibré et plus stable dans le temps que celui des herbiers du large et cela malgré la proximité de la mangrove qui représente une source d'instabilité du milieu physique (fortes variations de salinité et de turbidité). La diversification importante des ressources trophiques peut être également un facteur de stabilité du peuplement. Cependant, lors du passage de la dépression tropicale Klaus, le peuplement des herbiers côtiers a été plus sensible aux phénomènes climatiques que celui des herbiers situés au large. Bouchon *et al.* (1991b), avaient également noté un impact plus important de l'ouragan Hugo sur les poissons vivant dans la mangrove de Guadeloupe que sur ceux des herbiers.

Ainsi, la diversité et l'abondance du peuplement de poissons dans les herbiers sont nettement influencées par la proximité d'un autre écosystème. Dans le cas de la baie de Fort-de-France, il s'agit de la mangrove mais le même phénomène a été observé pour des herbiers proches des récifs coralliens. En général, la richesse spécifique du peuplement ichtyologique s'en trouve augmentée (Ogden et Zieman, 1977; Weinstein et Heck, 1979; Baelde, 1990).

L'examen de la structure trophique des peuplements de poissons des herbiers de la baie de Fort-de-France a montré une très forte proportion de poissons carnivores de premier niveau. Ce fait semble général tant pour les poissons des herbiers de *Thalassia* (Yañez-Arancibia *et al.*, 1980; Vargas Maldonado *et al.*, 1981; Livingston, 1982) que pour ceux d'autres types d'herbiers tropicaux ou tempérés: à Madagascar (Harmelin-Viven, 1983), en Méditerranée (Bell et Harmelin-Vivien, 1982) et en Australie (Burchmore *et al.*, 1984). La seconde catégorie alimentaire des peuplements d'herbiers en Martinique est représentée par les herbivores. Ogden (1976, 1980) a souligné l'importance des poissons herbivores dans la région caraïbe. La présente étude a permis de quantifier cette importance pour les herbiers de la baie de Fort-de-France. Ce phénomène semble être variable selon les herbiers. A Madagascar, Harmelin-Vivien (1983) trouvait entre 2,6 et 4,9% d'herbivores (en effectif) et une quantité négligeable en Méditerranée. En revanche, dans des herbiers tempérés de Posidonies en Australie, Burchmore *et al.* (1984) ont constaté que les herbivores représentaient 28,3% de l'abondance en poissons.

La proportion de poissons herbivores s'est révélée être plus importante au sein du peuplement ichtyologique des herbiers du large que dans celui qui est situé près de la mangrove. Ce fait pourrait être relié à la productivité des *Thalassia* qui est environ deux fois plus élevée dans les herbiers du large. La quasi-absence de pelouse algale associée aux Phanérogames est une caractéristique des herbiers de la baie de Fort-de-France. Les

Algues épiphytes sont plus abondantes sur les feuilles des *Thalassia* des herbiers côtiers. Ogden (1976, 1980) a souligné le fait que les herbiers de la région caraïbe étaient uniques par le nombre important d'organismes se nourrissant de Phanérogames. Dans les herbiers de la baie, les poissons herbivores sont essentiellement représentés par deux Scaridae (*Scarus iserti* et *Sparisoma radians*) et un Acanthuridae (*Acanthurus bahianus*), *S. radians* étant l'espèce la plus abondante. Parmi ces trois espèces, *S. radians* et *A. bahianus* sont connus pour ingérer des Phanérogames (Randall, 1967; Duarte et Acero, 1988). *S. radians* est la seule espèce, parmi la trentaine de brouteurs de Phanérogames citée par Randall (1967), à consommer une très forte proportion de *Thalassia* (plus de 80% de son alimentation). *S. radians* est plus abondant dans les herbiers côtiers que dans ceux du large. Cette distribution peut être liée au fait que, d'après Lobel et Ogden (1981), *Sparisoma radians* préfère les *Thalassia* présentant un taux de recouvrement élevé par les épiphytes.

En ce qui concerne les autres catégories trophiques, les résultats ont montré qu'elles ne représentaient qu'une faible part des poissons des herbiers de Phanérogames de la baie de Fort-de-France. Cependant, le peuplement ichtyologique des herbiers en bordure de mangrove s'est révélé être beaucoup plus équilibré dans la répartition quantitative des différentes catégories trophiques. Il est possible que ce phénomène provienne de la plus grande diversité des ressources alimentaires fournies par la juxtaposition de la mangrove et de l'herbier.

Cette étude a révélé que les peuplements ichtyologiques des herbiers de la baie de Fort-de-France sont moyennement riches en nombre d'espèces de poissons et assez pauvres en biomasse (de l'ordre de 2,3 g/m^2 en poids frais), malgré une production primaire de Phanérogames très importante. En fait, ces dernières ne sont directement consommées que par un petit nombre d'espèces herbivores. La plus grande partie de la biomasse de poissons appartient à des carnivores mangeurs d'Invertébrés. Cela suggère que l'essentiel de la matière organique synthétisée par les *Thalassia* n'est pas directement consommée par des poissons herbivores, mais est introduite dans la chaîne alimentaire de l'herbier au niveau de la litière de feuilles mortes dont la dégradation alimente la faune de petits Invertébrés benthiques. Par ailleurs, ces peuplements ichtyologiques d'herbiers sont surtout constitués par des poissons au stade juvénile qui y trouvent abri et nourriture. Le manque d'abris pour des poissons de grandes tailles fait que les adultes vivent dans les écosystèmes voisins (mangroves et surtout récifs coralliens) et certains d'entre eux y retournent à l'occasion de raids alimentaires. La faible biomasse des poissons disponibles, mais surtout leur petite taille, font que les peuplements de poissons de cet écosystème ne constituent pas une ressource économique appréciable. Cependant, compte tenu du rôle primordial joué en tant qu'abri et source de nourriture pour les juvéniles de nombreuses espèces des autres écosystèmes marins côtiers, ces herbiers de Phanérogames doivent être impérativement protégés.

Remerciements. - Ce travail a été réalisé grâce au financement du Conseil Régional de La Martinique. Il est placé sous l'égide du Plan d'Action Caraïbe du PNUE (Plan des Nations Unies pour l'Environnement). Nous remercions les laboratoires ORSTOM et IFREMER du Pôle Océanologique Caraïbe pour leur aide logistique pendant le déroulement de ce programme.

RÉFÉRENCES

ACERO A.P., 1980. - Observaciones ecologicas de la ictiofauna de una pradera de *Thalassia* en la bahia de Nenguange (parque nacional tayrona, Colombia). *Bolm Inst. Oceanogr.*, S. Paulo, 29(2): 5-8.

ALIAUME C., LASSERRE G. & M. LOUIS, 1990. - Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin Guadeloupe. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 23(3): 231-250.

AUSTIN H. & S. AUSTIN, 1971. -The feeding habits of some juvenile marine fishes from the mangroves in Western Puerto Rico. *Carib. J. Sci.*, 11(3-4): 171-178.

BAELDE P., 1990. - Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Mar. Biol.*, 105: 163-173.

BELL J.D. & M.L. HARMELIN-VIVIEN, 1982. - Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. I. Community structure. *Tethys*, 10: 337-347.

BELL J.D. & D.A. POLLARD, 1989. - Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. *In*: Biology of Seagrasses. A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region. (Larkum A.W.D., McComb A.J. & S.A. Shepherd, eds), pp 565- 609. Elsevier, 841 pp.

BOUCHON C. & J. LABOREL, 1986. - Les peuplements coralliens des côtes de la Martinique. *Ann. Inst. oceanogr.*, Paris, 62(1): 199-237.

BOUCHON C., BOUCHON-NAVARO Y., LABOREL J. & M. LOUIS, 1987. - Influence of the degradation of the coral assemblages on the fish communities of Martinique. *In:* Proc. 38th Gulf and Caribbean Fish. Inst. Cong., Martinique, 1985, pp 452-468 (Williams F., ed.), 744 pp.

BOUCHON C., BOUCHON-NAVARO Y., BOURGEOIS-LEBEL S. & M. LOUIS, 1991a. - Les biocénoses marines de la Baie de Fort-de-France: mangrove et herbiers de phanérogames marines. Rapport P.N.U.E, 97 pp.

BOUCHON C., BOUCHON-NAVARO Y., IMBERT D. & M. LOUIS, 1991b. - Effets de l'ouragan Hugo sur les communautés côtières de Guadeloupe (Antilles françaises). *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, 67(1): 5-33.

BOUCHON-NAVARO Y. & M. LOUIS, 1986. - Les poissons des formations coralliennes de la Martinique. *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, 62(2): 251-270.

BRAVO-NUÑEZ E. & A. YAÑEZ-ARANCIBIA, 1979. - Ecología en la boca de Puerto Real, laguna de términos. I. Descripción del área y análisis estructural de las comunidades de peces. *An. Centro Cienc. Mar Limnol., Univ. Nal. Autón. México*, 6(1): 125-182.

BROOK I.M., 1977. - Trophic relationships in a seagrass community (*Thalassia testudinum*) in Card Sound, Florida. Fish diets in relation to macrobenthic and cryptic faunal abundance. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 106(3): 219-229.

BURCHMORE J.J., POLLARD D.A. & J.D. BELL, 1984. - Community structure and trophic relationships of the fish fauna of an estuarine *Posidonia australis* seagrass habitat in Port Hacking, New South Wales. *Aquat. Bot.*, 18: 71-87.

CARR W.E.S. & C.A. ADAMS, 1973. - Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 3: 511-540.

DUARTE C.S.A. & P.A. ACERO, 1988. - Habitos alimentarios de los peces del genero *Acanthurus* (Perciformes: Acanthuridae) en la region de Santa Marta (Caribe Colombiano). *Rev. Biol. trop.*, 36(2B): 399-405.

GRAY C.A. & J.D. BELL, 1986. - Consequences of two common techniques for sampling vagile macrofauna associated with the seagrass *Zostera capricorni*. *Mar. Ecol. Prog. ser.*, 28: 43-48.

HARMELIN-VIVIEN M.L., 1982. - Ichtyofaune des herbiers de posidonies du parc national de Port-Cros: I. Composition et variations spatio-temporelles. *Trav. sci. Parc nat. Port-Cros, Fr.*, 8: 69-92.

HARMELIN-VIVIEN M.L., 1983. - Etude comparative de l'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines en milieu tropical et tempéré. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 38: 179-210.

HECK K.L. & M.P. WEINSTEIN, 1989. - Feeding habits of juvenile reef fishes associated with panamian seagrass meadows. *Bull. Mar. Sci.*, 45(3): 629-636.

HELLIER T.R., 1962. - Fish production and biomass studies in relation to photosynthesis in the Laguna madre of Texas. *Publ. Inst. Mar. Sci. Texas*, 8: 1-22.

HOESE H.D. & R.S. JONES, 1963. - Seasonality of larger animals in a Texas turtle grass community. *Publ. Inst. Mar. Sci. Texas*, 9: 37-47.

HOWARD R.K., 1989. - The structure of a nearshore fish community of Western Australia: diel patterns and the habitat role of limestone reefs. *Envir. Biol. Fish.*, 24(2): 93-104.

HUH S.H. & C.L. KITTING, 1985. - Trophic relationships among concentrated populations of small fishes in seagrass meadows. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 92: 29-43.

HUTOMO M. & S. MARTOSOWEJO, 1977. - The fishes of seagrass community on the west side of Burung Island (Pari Islands, Seribu Islands) and their variations in abundance. *Mar. Res. Indonesia*, 17: 147-172.

JACCARD P., 1908. - Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaud. Sci. nat.*, 44: 223-270.

KIKUCHI T., 1980. - Faunal relationships in temperate seagrass beds. *In*: Handbook of Seagrass Biology. An Ecosystem Perspective. (Phillips R.C. & C.P. McRoy, eds), pp 153-172, Garland STPM Press, New York, 353 pp.

KIKUCHI T. & J.M. PERES, 1977. - Consumer ecology of seagrass beds. *In:* Seagrass Ecosystems, a Scientific Perspective (McRoy C.P. & C. Hellferich, eds), *Mar. Sci.*, Vol 4, pp 147-193. Dekker, New York and Basel, 314 pp.

LARKUM A.W.D., Mc COMB A.J. & S.A. SHEPHERD (eds), 1989. - Biology of Seagrasses. A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region. Elsevier edn, 841 pp.

LEBER K.M. & H.S. GREENING, 1986. - Community studies in seagrass meadows: a comparison of two methods for sampling macro-invertebrates and fishes. *Fish. Bull.*, 84(2): 443-450.

LIVINGSTON R.J., 1975. - Impact of kraft pulp-mill effluents on estuarine and coastal fishes in Apalachee Bay, Florida, U.S.A. *Mar. Biol.*, 32: 19-48.

LIVINGSTON R.J., 1982. - Trophic organization of fishes in a coastal seagrass system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 7: 1-12.

LIVINGSTON R.J., 1984. - Trophic response of fishes to habitat variability in coastal seagrass systems. *Ecology*, 65: 1258-1275.

LOBEL P.S. & J.C. OGDEN, 1981. - Foraging by the herbivorous parrotfish *Sparisoma radians*. *Mar. Biol.*, 64: 173-183.

LOUIS M., 1983. - Biologie, écologie et dynamique des populations de poissons dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles françaises). Thèse doctorat, Univ. Sci. Tech. Languedoc, Montpellier II, 275 pp.

MANIERE R., BOUCHON C., BOUCHON-NAVARO Y., LOUIS M., MENUT T. & D. CHIAVERINI, sous presse. Cartographie par télédétection des herbiers de phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Martinique). *Photo-interprétation*. Image aérienne et spatiale.

MANN H.B. & D.R. WHITNEY, 1947. - On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Statist.*, 18: 50-60.

MARTIN F.G. & M. COOPER, 1981. - A comparison of fish faunas found in pure stands of two tropical atlantic seagrasses, *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme*. *Northeast Gulf Sci.*, 5(1): 31-37.

McROY C.P. & C. HELLFERICH (eds), 1977. - Seagrass Ecosystems, a Scientific Perspective. *Mar. Sci.*, Vol 4. Dekker, New York and Basel, 314 pp.

MODDE T. & S.T. ROSS, 1983. - Trophic relationships of fishes occurring within a surf zone habitat in the Northern Gulf of Mexico. *Northeast Gulf Sci.*, 6(2): 109-120.

MONTEIRO C., LASSERRE G. & T. LAM HOAI, 1990. - Organisation spatiale des communautés ichtyologiques de la lagune Ria Formosa (Portugal). *Oceanol. Acta*, 13(1): 79-96.

MUNRO J.L., 1983. - Caribbean coral reef fishery resources. The biology, ecology, exploitation and management of Caribbean reef fishes. Scientific report of the ODA/UWI Fisheries Ecology Research Project 1969-1973. Univ. West Indies, Jamaïca. *ICLARM Stud. Rev.*, 7, 276 pp.

ODUM W.E. & E.J. HEALD, 1972. - Trophic analyses of an estuarine mangrove community. *Bull. Mar. Sci.*, 22(3): 671-738.

OGDEN J.C., 1976. - Some aspects of herbivore-plant relationships on caribbean reefs and seagrass beds. *Aquat. Bot.*, 2: 103-116.

OGDEN J.C., 1980. - Faunal relationships in Caribbean seagrass beds. *In:* Handbook of Seagrass Biology. An Ecosystem Perspective. (Phillips R.C. & C.P. McRoy, eds), pp 173-198, Garland STPM Press, New York, 353 pp.

OGDEN J.C. & P.R. EHRLICH, 1977. - The behavior of heterotypic resting schools of juvenile grunts (Pomadasyidae). *Mar. Biol.* 42: 273-280.

OGDEN J.C. & J.C. ZIEMAN, 1977. - Ecological aspects of coral reef-seagrass bed contacts in the Caribbean. *In:* Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp., Miami, Florida: 377-382. Rosential School of Marine & Atmospheric Science, Univ. Miami, Florida, Vol. 1, 653 pp.

ORTH R.J. & K.L. HECK, 1980. - Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the Lower Chesapeake Bay - Fishes. *Estuaries*, 3(4): 278-288.

PELLERIN-MASSICOTTE J., 1991. - Evaluation de la condition physiologique de *Crassostrea rhizophorae* et de la contamination de la chaîne alimentaire dans la baie de Fort-de-France. Rapport P.N.U.E, 18 pp.

PHILIPPS R.C. & C.P. McROY (eds), 1980. - Handbook of Seagrass Biology. An Ecosystem Perspective. Garland STPM Press, New York, 353 pp.

PIELOU E.C., 1969. - An introduction to mathematical ecology. Wiley and Sons edn, New York: 286 pp.

POLLARD D.A., 1984. - A review of ecological studies on seagrass - fish communities, with particular reference to recent studies in Australia. *Aquat. Bot.*, 3: 3-42.

RANDALL J.E., 1967. - Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr. Miami* (5): 665-847.

ROBBLEE M.B. & J.C. ZIEMAN, 1984. - Diel variation in the fish fauna of a tropical seagrass feeding ground. *Bull. Mar. Sci.*, 34: 335-345.
ROBERTSON A.I., 1980. - The structure and organization of an eelgrass fish fauna. *Oecologia (Berlin)*, 47: 76-82.
ROBERTSON A.I. & N.C. DUKE, 1987. - Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Biol.*, 96: 193-205.
ROUX M., 1985. - Algorithmes de classification. Masson, Paris, 151 pp.
SHANNON C.E. & C.E. WEAVER, 1948. - A mathematical theory for communications. *Bell. Syst. Techn. J.*, 27: 379-423.
SIERRA L.M., 1989. - Dinámica del ritmo de la alimentación de varias especies de peces nériticos del Golfo de Batabano en diferentes años. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, n° 2, Academia de Ciencias de Cuba. 23 pp.
SOGARD S.M., POWELL G.V.N. & J.G. HOLMQUIST, 1987. - Epibenthic fish communities on Florida Bay banks: relations with physical parameters and seagrass cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 40: 25-39.
SOGARD S.M., POWELL G.V.N. & J.G. HOLMQUIST, 1989a. - Spatial distribution and trends in abundance of fishes residing in seagrass meadows on Florida bay mudbanks. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1): 179-199.
SOGARD S.M., POWELL G.V.N. & J.G. HOLMQUIST, 1989b. - Utilization by fishes of shallow, seagrass-covered banks in Florida Bay: 1. Species composition and spatial heterogeneity. *Env. Biol. Fish.*, 24(1): 53-65.
SPRINGER V.G. & A.J. McERLEAN, 1962. - Seasonality of fishes on a south Florida shore. *Bull. Mar. Sci. Gulf Caribbean*, 12(1): 39-60.
STONER A.W., 1983. - Distribution of fishes in seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. *Fish. Bull.*, 81(4): 837-846.
STONER A.W. & R.J. LIVINGSTON, 1984. - Ontogenetic patterns in diet and feeding morphology in sympatric sparid fishes from seagrass meadows. *Copeia*: 174-187.
SUBRAHMANYAM C.B. & S.H. DRAKE, 1975. - Studies on the animal communities in two North Florida salt marshes. part I. Fish communities. *Bull. Mar. Sci.*, 25(4): 445-465.
THAYER G.W., COLBY D.R. & W.F. HETTLER Jr., 1987. - Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in South Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35: 25-38.
VALDES MUÑOZ E. & A.F. SILVA LEE, 1977. - Alimentacion de los peces de arrecifes artificiales en la plataforma suroccidental de Cuba. *Inf. Cient. Tecni.*, 24, Academia de Ciencias de Cuba, 21 pp.
VARGAS MALDONADO I., YAÑEZ-ARANCIBIA A. & F. AMEZCUA-LINARES, 1981. - Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la isla del Carmen, laguna de Términos, sur del Golfo de México. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 8(1): 241-266.
WEINSTEIN M.P., 1979. - Shallow marsh habitats as primary nurseries for fishes and shellfish, Cape fear river, North carolina. *Fish. Bull.*, 77(2): 339-357.
WEINSTEIN M.P. & K.L. HECK Jr., 1979. - Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panamá and in the Gulf of Mexico: Composition, structure and community ecology. *Mar. Biol.* 50: 97-107.
YAÑEZ-ARANCIBIA A., AMEZCUA-LINARES F. & J.W. DAY, 1980. - Fish community structure and function in Términos lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. *In:* Estuarine Perspectives (Kennedy V., ed.), pp 465-482, Academic Press Inc., New York.
YAÑEZ-ARANCIBIA A., LARA-DOMINGUEZ A. L., SANCHEZ-GIL P., VARGAS MALDONADO I., CHAVANCE P., AMEZCUA-LINARES F., AGUIRRE LEON A. & S. DIAZ RUIZ, 1982. - Ecosystem dynamics and nycthemeral and seasonal programming of fish community structure in a tropical estuarine inlet, Mexico. *Oceanol. Acta*, N° sp: 417-429.
YAÑEZ-ARANCIBIA A. & A.L. LARA-DOMINGUEZ, 1983. - Dinámica ambiental de la boca de Estero Pargo y estructura de sus communidades de peces en cambios estacionales y ciclos de 24 horas (laguna de Términos, sur de Golfo de México). *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 10(1): 85-116.

Reçu le 03.09.1992.
Accepté pour publication le 20.10.1992.